

INSTITUTIONEN FÖR BIOLOGI OCH MILJÖVETENSKAP

FÖRUTSÄTTNINGAR FÖR ATT ANVÄNDA BIOKOL FÖR EFTERBEHANDLING AV AVFALL FRÅN SULFIDMALMSGRUVOR

Johanna Paulsson

Uppsats för avläggande av naturvetenskaplig kandidatexamen med huvudområdet miljövetenskap
2017, 180 hp
Grundnivå

VISIT…

LANZAROTE Caliente.com

Sammanfattning

Gruvindustrin i Sverige genererar årligen stora mängder avfall i form av gråberg och anrikningssand, som vanligen deponeras. Båda avfallstyperna från sulfidmalm innehåller sulfidmineral som oxideras då avfallet kommer i kontakt med syre och vatten och en vittringsprocess påbörjas. I denna process frigörs kvarvarande metalljoner som bildar ett förorenat lakvatten. För att hämma syretransporten och vittringen är det vanligt att avfallet täcks. Gråbergsdeponier täcks ofta med morän för att skapa ett täckskikt bestående av ett tätskikt och ett skyddsskikt, samt ett humusrikt jordlager för växtetablering. Eftersom det i norra Sverige och arktiska områden finns begränsad tillgång på morän av rätt typ och mullrik jord för täckning av gråbergsdeponier, är det därför av intresse att hitta alternativa täckningsmaterial.

Denna litteraturstudie har undersökt förutsättningarna för användning av biokol i en täckningskonstruktion och om en täckningskonstruktion för gråbergsdeponier kan byggas med anrikningssand, med en tillsats av biokol för att minimera läckage av surt och metallhaltigt lakvatten. Resultatet visade att biokol har förmågan att adsorbera metalljoner då det applicerats tillsammans med svavel- och metallhaltigt gruvavfall. Biokolet visade sig också ha en neutraliserade effekt på det sura lakvatten som bildades vid vittringen. Båda dessa egenskaper är önskvärda i en täckningskonstruktion byggd med anrikningssand. Resultatet visade också att ett växtetableringsskikt samt ett skyddsskikt troligtvis skulle kunna byggas med anrikningssand, men att sanden inte uppfyller kraven för ett tätskikt.

Som exempel på tillverkningsmaterial för biokolet valdes slam från pappers- och massabruk, eftersom många bruk är belägna geografiskt nära de svenska sulfidmalmsgruvorna. Det ekologiska avtrycket kan därmed minimeras. Vidare genereras stora mängder slam som deponeras, varför en alternativ hantering är av intresse.

Abstract

The Swedish mining industry annually generates great amounts of waste rock and tailings, which are usually landfilled in heaps and ponds. Residues from sulphide ore mining contain sulphide minerals that oxidizes in contact with oxygen and water. This weathering process also leads to the release of residual metal ions and the formation of a polluted leachate. To impede the weathering, the landfills are usually covered with moraine to create a sealing layer as well as a protective layer. A humus rich vegetation layer is also established. However, these types of materials only exist in limited amounts in the northern part of Sweden, which makes it interesting to find alternative materials to work with.

This literature study has examined the potential of using biochar in the covering structure and if a covering structure for waste rock landfills could be built of tailings, with addition of biochar acting as an adsorbing agent to avoid leaching of acidic and metal containing water. The result showed that biochar had an adsorbing as well as a neutralizing effect on leachate water, when applied to mine residues. These two qualities of biochar are of interest when applied to a covering structure consisting of tailings. The result also showed that a vegetation layer as well as a protective layer above the waste rocks could be constructed of tailings. However, the tailings do not meet the requirements for the construction of a sealing layer.

As an example of manufacturing material for the biochar, paper mill sludge was chosen, since several paper mills are located geographically close to the Swedish sulphide ore mines. By choosing a relatively local material, the ecological footprint can be minimized. Additionally, paper mills generate great amounts of sludge that are landfilled. Thus, an alternative method for management is of interest.

Förord

Detta examensarbete omfattar 15 högskolepoäng och har utförts vid Institutionen för biologi och miljövetenskap inom programmet Miljövetenskap med naturvetenskaplig inriktning (NMIL) vid Göteborgs universitet, i samarbete med Luleå tekniska universitet.

Jag vill framföra ett stort tack till min handledare Christian Maurice vid LTU för att jag fick möjligheten att göra detta examensarbete samt för mycket stöd och bidrag av din kompetens. Tack även till min handledare Dan Strömberg vid GU för hjälpsam respons och nya perspektiv under arbetets gång. Jag vill också rikta ett stort tack till Gunnar Westin vid Processum i Örnsköldsvik, som svarat på mina många frågor och visat ett stort intresse för mitt arbete.

Till sist vill jag tacka familj och vänner för allt stöd.

Johanna Paulsson, Göteborg, maj 2017

Innehållsförteckning

Sammanfattning ... 1
Abstract ... 2
Förord ... 3
Innehållsförteckning ... 4
1. Inledning ... 5
1.1. Bakgrund ... 5
1.2. Syfte ... 9
1.3. Avgränsningar ... 10
2. Metod ... 11
3. Resultat och diskussion ... 12
3.1. Metalljonsadsorption ... 12
3.2. Neutraliserande effekt ... 15
3.3. Stabilitet ... 16
3.4. Råvara ... 16
3.5. Tätskikt ... 18
3.6. Vidare forskning ... 18
4. Slutsatser ... 20
5. Referenser ... 21

1. Inledning

1.1. Bakgrund

Gruvindustrin

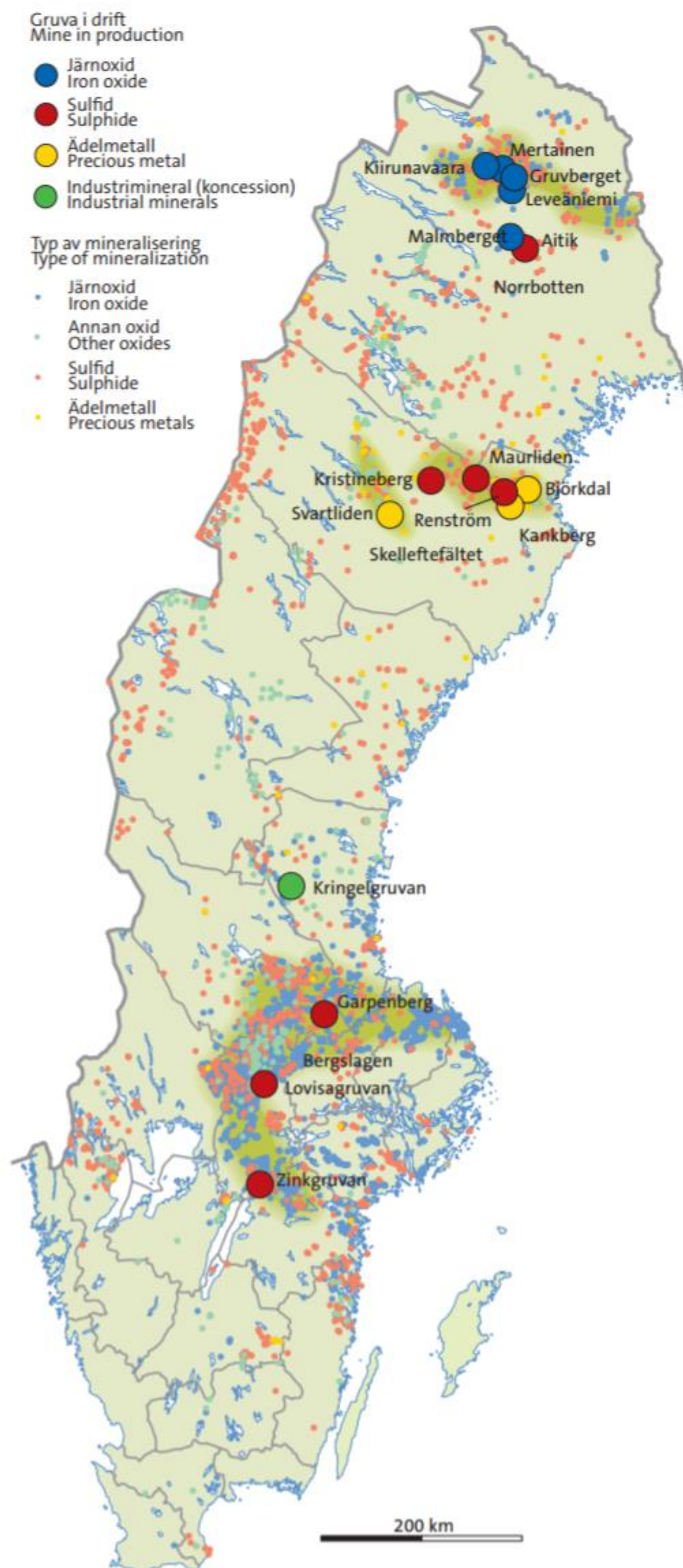
Gruvorna i Sverige delas upp i två huvudgrupper, sulfidmalmsgruvor (exempelvis Bolidens koppar- och guldgruvor) och järnmalmsgruvor (exempelvis LKAB:s gruvor i Malmfälten). Sulfidmalm innehåller utöver brytvärda metallmineral även järnsulfid, också kallat pyrit, vilket är den vanligast förekommande sulfidmineralen i jordskorpan (NE, 2017c & Naturvårdsverket (NV), 1993). Figur 1 redovisar de gruvor och mineraliseringar som finns i Sverige.

Gemensamt för båda gruvverksamheterna är att de genererar stora mängder av två typer av avfall, så kallat gråberg respektive anrikningssand. Gråberg är det bergmaterial som måste brytas igenom för att nå malmen (NV, 1993). Malmen definieras som en mineralisering, vilken innehåller halter av metaller som är ekonomiskt värda att utvinna. Gråberg däremot är en mineralisering som inte är ekonomiskt värdefull (NE, 2017a & 2017b) och kan innehålla varierande halter av metaller och andra sulfidmineral. Gråbergsavfallet förekommer i varierande storlek och kan användas för återfyllning av gruvorterna (NV, 1993) och som konstruktionsmaterial. Av det gråberg som genereras i icke-järnmalmsgruvor idag läggs ungefär lika mycket på deponi som används som fyllnadsmaterial, medan marknaden för försäljning är mycket begränsad, troligtvis på grund av avfallets svavelinnehåll. År 2015 gick endast 23 ton gråberg till försäljning (Sveriges geologiska undersökning (SGU), 2016), se tabell 1.

För att utvinna metallerna i malmen mals bergmaterialet ner till en finkornig sand, så kallad anrikningssand, som sedan blandas med vatten till en pulp eller slurry. En vanlig metod för att utvinna metallerna ur pulpen är flotationsmetod (NV, 1993). Efter att metallerna utvunnits pumpas pulpen till ett invallat sandmagasin där sanden tillåts sedimentera (NV, 1993 & 1998). Generellt hålls sanden vattenmättad så länge som möjligt medan gruvan är i drift för att undvika vittring och damning (NV, 1998). Anrikningssanden kan användas till återfyllnad av gruvan vid underjordsbrytning, men den större delen deponeras i sandmagasin (NV, 1993). Totalt deponeras årligen mer än 40 miljoner ton anrikningssand från icke-järnmalmsgruvor medan strax under 2 miljoner ton används som fyllnadsmaterial (SGU, 2016), se tabell 1.

Tabell 1: Gruvavfall från icke-järnmalmsgruvor 2015. Värden avrundade från SGU, 2016.

Avfall från icke-järnmalmsgruvor	**ton**
Gråberg för försäljning	23
Gråberg för återfyllnad	14 700 000
Gråberg till deponi	14 700 000
Gråberg till anläggningsarbeten	2 700 000
Anrikningssand för återfyllnad	1 900 000
Anrikningssand till deponi	40 300 000
Totalt	**74 290 000**

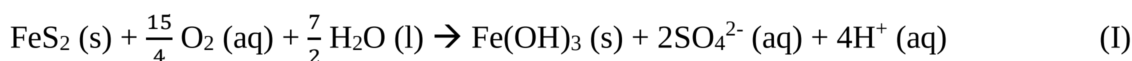


Figur 1: Sveriges gruvor och mineraliseringar 2015.
Illustration: SGU, 2016.

Oxidation

I sulfidmalm förekommer koppar, zink och bly i form av mineralerna kopparkis, zinkblände respektive blyglans (NV, 1993). Som nämnts ovan innehåller malmen också sulfidmineralet pyrit. Idag bryts inte pyrit längre för framställning av svavelprodukter, men på grund av dess närvaro i närheten av eller som del av de brytvärda malmerna förs den ändå upp till jordytan och utgör upp till 50% av gruvavfallet (NV, 1993).

Oxidation av pyrit kan ske med luftens syre, med trevärt järn och med hjälp av bakterier (NV, 1993). De två förstnämnda behandlas här. Det första steget i vittringsprocessen sker då pyrit kommer i kontakt med syre och vatten. Reaktionen frigör tvåvärda järnjoner och svavelsyra i form av vätejoner och sulfatjoner. Vätejonerna sänker pH och gynnar vittringen ytterligare. Om syre fortfarande finns tillgängligt kan de tvåvärda järnjonerna oxideras till trevärda järnjoner (NV, 1993). Dessa joner kan i sin tur reduceras tillbaka till tvåvärda järnjoner, alternativt hydrolyseras till järn(III)hydroxid (Friis, 2000, efter Ingri, 1997). De tvåvärda jonerna kan sedan fortsätta att oxidera pyrit (NV, 1993). Denna komplexa vittringsprocess kan sammanfattas med reaktion (I) nedan (Friis, 2000, efter Ingri, 1997).



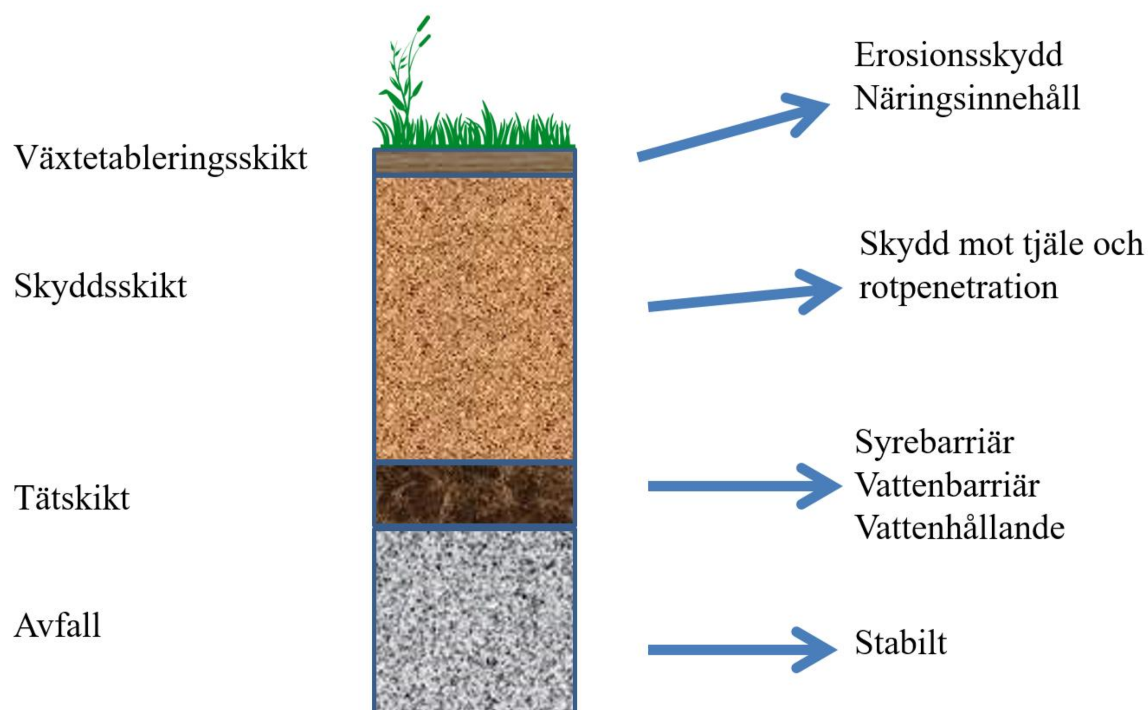
$$FeS_2\ (s) + \frac{15}{4}\ O_2\ (aq) + \frac{7}{2}\ H_2O\ (l) \rightarrow Fe(OH)_3\ (s) + 2SO_4^{2-}\ (aq) + 4H^+\ (aq) \qquad (I)$$

Vittringen av andra sulfidmineral sker på liknande sätt men frigör metalljoner som har större miljöpåverkan än järn. Då pyrit vittrar, vittrar även andra sulfider snabbare, exempelvis kopparsulfider och zinksulfider (NV, 1993).

För att sammanfatta, spelar syre en nyckelroll i vittringsprocessen av sulfidmineral. För att förhindra denna process behövs därför en syrebarriär mellan avfall och atmosfär. Om vittring får ske och grund- eller ytvatten kan perkolera genom avfallet kommer metallerna i avfallet att lakas ur och ge en negativ miljöpåverkan. Syran som bildas vid vittring av sulfidmineral, främst pyrit, sänker pH i lakvattnet. Detta vatten kallas Acid Mine Drainage (AMD) (Xu, Schwarts & Traina, 1997) och är en typ av gruvvatten. Gruvvatten är alla typer av vatten som är i kontakt med gruvverksamheten, det vill säga dels grund- och ytvatten och dels tillfört vatten (Andersson, 2003).

Täckning

En vanlig metod för att förhindra transport av syre till gruvavfallet och därmed sänka vittringshastigheten, är täckning (NV, 1993). Det finns två huvudtyper av täckning, våt och torr. Våt täckning innebär att vatten däms upp så att avfallet helt täcks med vatten (NV, 1998). Om avfallet är vattenmättat hämmas syretransporten genom avfallet och vittringen reduceras (NV, 1993). Torrtäckning är den vanligaste strategin som används och är en konstruktion uppbyggd av skikt med olika funktioner (NV, 1998). Närmast avfallet finns ett tätskikt som hindrar vatten- och syretransporten. Detta lager byggs vanligen av lerig morän. Över tätskiktet följer ett skyddsskikt på ungefär 1,8 meter. Detta byggs av osorterad morän och skyddar mot rotpenetration och tjäle. Slutligen följer ett växtetableringsskikt på några decimeter. Detta kan exempelvis bestå av humusrik matjord eller avloppsslam (Christian Maurice, personlig kommunikation, 30 april 2017 & NE, 2017d), se figur 2.



Figur 2: Schematisk bild över en torrtäckning och de olika skiktens funktion.

De stora mängder gruvavfall som genereras årligen (se tabell 1) leder till att stora ytor av gråbergsdeponier och sandmagasin behöver täckas. I norra Sverige och i arktiska områden finns det en begränsad tillgång på lerig morän och mullrik jord. De massor som det finns tillgång till bör hushållas med och lämpar sig inte för täckning av gruvavfall eftersom det krävs stora mängder. Att frakta jordmassor med lämpliga egenskaper från andra delar av landet skulle vara kostsamt och orsaka stor miljöbelastning. Detta gör det således mer intressant att undersöka om materialen som finns i anslutning till gruvorna kan förbättras så att de uppfyller kraven för täckningskonstruktionen. Den anrikningssand som genereras har generellt låg svavelhalt men en mindre reaktiv fraktion kan även tas fram, en så kallad avsvavlad fraktion. Anrikningssanden är därför ett material som är intressant då det genereras i stora mängder och skulle kunna ersätta jungfrulig morän. Sandmagasin där vattnet dränerats och fått avdunsta har i en del fall blivit till ytor med vegetation, vilken utgör ett viktigt skydd mot erosion och damning. Följaktligen skulle sanden också kunna användas som växtsubstrat på gråbergsdeponier. Samtidigt innehåller allt gruvavfall en restfraktion av sulfidmineral som kan orsaka miljöproblem. Någon form av jordförbättrande åtgärd behövs därför.

Materialen som det finns god tillgång på i norra Sverige, grovkornig morän och anrikningssand, är emellertid ofta för genomsläppliga, för grova och med fel kornstorlek för att fungera i en täckningskonstruktion. Inblandning av tillsats med kompletterande kornstorlek kan hjälpa att uppnå rätt funktionskrav för ett tätskiktsmaterial. Inblandning av andra former av tillsatser skulle kunna möjliggöra användning av sanden som skyddsskikt och växtetableringsskikt. Då anrikningssanden inte är helt fri från metaller kan tillsats av ett adsorptionsmaterial i form av biokol kunna förhindra urlakning av metaller från konstruktionen ut i miljön. I växtetableringsskiktet behövs tillsats av organiskt material och växtnäringsämnen eftersom sanden är näringsfattig. Hypotesen är att biokol kan användas för tillverkning av både täckningsmaterial och växtsubstrat. Det skulle vara fördelaktigt ur ekonomiskt perspektiv såväl som resurshushållningsperspektiv.

Biokol

Biokol är ett fast material som erhålls vid upphettning av biomassa under syrefattiga förhållanden, så kallad pyrolys, enligt International Biochar Initiative (IBI) (2017) och tidigare studier (Amin, Huang, He, Zhang, Liu & Chen, 2016; Beesley & Marmiroli, 2011a & Lehmann & Joseph, 2009). För att få kallas biokol ställs krav på kolets egenskaper gällande bland annat metallinnehåll och molärt förhållande mellan organiskt kol och väte (H/C_{org}) (IBI, 2017). Biokol tillverkas vanligen med avsikten att tillföras jord med syftet att förbättra produktiviteten, förvara kol eller för filtration av vatten (Lehmann & Joseph, 2009) och karakteriseras av hög porositet och stor specifik yta med många ytaktiva bindningsplatser (Dalahmeh, 2016 & Tan, Liu, Zeng, Wang, Hu, Gu & Yang, 2015). Dessa egenskaper gör biokol till ett bra adsorptionsmaterial för vattenrening (Tan et al., 2015).

Aktivt kol är likt biokol ofta producerat av biomassa och är utmärkt för adsorption av kemikalier från vatten. Skillnaden mellan aktivt kol och biokol är däremot att biokol inte är karboniserat i lika hög grad, vilket innebär att biokol innehåller mer syre och väte samt aska från biomassan (Mohan, Sarswat, Ok & Pittman Jr, 2014). Aktivt kol är ofta kostsamt att tillverka eftersom det krävs högre temperatur och ytterligare en aktiveringsprocess. Biokol är således ett billigare och mer hållbart alternativ eftersom det kan tillverkas av många typer av biomassa och kräver inte ytterligare aktiveringsprocess (Tan et al., 2015).

Som nämnts i flera studier (Amin et al., 2016; Lehmann & Joseph, 2009 & Roberts, Gloy, Joseph, Scott & Lehmann, 2010) så finns det ur miljösynpunkt flera fördelar med att tillverka och använda biokol. Tillsats av biokol i mark fungerar som en jordförbättrande åtgärd såväl som en kolsänka och vid tillverkning kan viss energi erhållas. Olika material kan användas som råvara vid tillverkning av biokol, exempelvis matrester, gödsel eller slam av olika slag (Amin et al., 2016 & Tan et al., 2015). Både produktionsmaterialet och produktionsprocessen avgör vilka egenskaper biokolet erhåller (Amin et al., 2016; Mohan et al., 2014 & Paz-Ferreiro, Plasencia, Gascó & Méndez, 2017), vilket i sin tur har betydelse för vilken användning det lämpar sig (Qian, Kumar, Zhang, Bellmer & Huhnke, 2015).

I denna studie har biokol tillverkat av kemslam från pappersbruk undersökts. För omvandling av detta slam till biokol används däremot inte pyrolys, eftersom slammets höga vattenhalt skulle göra det mycket kostsamt om vattnet behövde förångas för att göra materialet torrare. Istället används HTC (hydrothermal carbonisation) som är en våt process där vattnet inte behöver förångas innan kolet kan tillverkas (Gunnar Westin, personlig kommunikation, 4 maj 2017).

1.2. Syfte

Det övergripande syftet med studien är att undersöka förutsättningarna att använda biokol för efterbehandling av gruvavfall. Mer specifikt skall det undersökas om biokol kan användas i växtetableringsskiktet som en jordförbättrande åtgärd och om biokolets adsorberande egenskaper kan användas i täckningskonstruktionen. För tillverkning av biokolet skall en lokal råvara undersökas för att minska det ekologiska avtrycket.

Specifika forskningsfrågor:

- På vilket sätt kan biokol användas i konstruktionen för täckning av gruvavfall?

- Kan biokol påverka eventuell lakning från anrikningssanden om sanden används som täckningsmaterial?
- Hur ser förutsättningarna att tillverka biokol av slam från pappersbruk ut?

1.3. Avgränsningar

Studien hade en tidsomfattning på tio veckor och skall endast undersöka förutsättningarna för användning av biokol för efterbehandling av gruvavfall. Därför har en del avgränsningar gjorts. Ingen hänsyn har tagits till ekonomiska förutsättningar och endast en råvara för tillverkning av biokol har studerats. En analys av kol- och energibalanser har inte heller inkluderats.

2. Metod

Detta är en litteraturstudie där sökmotorer använts för att finna relevant litteratur. De som använts är Göteborgs universitetsbiblioteks Supersök, vilken dirigerar vidare till Science Direct där artiklar finns tillgängliga. Sökmotorn libris.kb.se, som sammanställer sökresultat från alla universitetsbibliotek i Sverige, har också använts. Där var det lätt att finna rapporter från Naturvårdsverket medan Supersök oftast resulterade i vetenskapliga artiklar. Sökning har gjorts både på svenska och engelska. Science Direct tipsade om artiklar liknande de som sökts efter och ibland användes dessa. I vissa fall har nya rapporter eller artiklar funnits via citeringar i den redan funna litteraturen samt mottagits från handledare. Ett fåtal sökningar gjordes också på Google Scholar men den litteratur som fanns att tillgå där var redan funnen via andra sökmotorer, alternativt saknades behörighet att läsa den litteratur som fanns.

Hemsidorna Nationalencyklopedin och International Biochar Initiative har använts. Sökningar på Google har också gjorts.

För att svara på frågeställningarna har artiklar om experiment med biokol och jord eller gruvavfall sökts efter. För att artiklarna skall vara tillämpliga på de egenskaper denna litteraturstudie förhåller sig till, har hänsyn tagits till vad för egenskaper som studerats samt kvaliteten på den jord eller det gruvavfall som använts.

Huvudsakliga sökord: *arctic mine tailings, biochar, biochar mine reclamation, biochar paper sludge, biochar sulphide tailings, biochar tailings, tailings vegetation, anrikningssand, biokol, efterbehandling gruvavfall, gruvavfall, gruvavfallsdeponier, sulfidmalm* och *sulfidmalmsbrytning.*

3. Resultat och diskussion

Eftersom arbetshypotesen i undersökningen är att biokol kan användas tillsammans med exempelvis en mindre reaktiv anrikningssand som täckningsmaterial på gråbergsdeponier, finns det ett par egenskaper som är eftertraktade hos kolet för att uppnå önskad funktion. I följande avsnitt redovisas och diskuteras förutsättningar och möjligheter gällande biokol för användning i en täckningskonstruktion.

3.1. Metalljonsadsorption

En arbetshypotes var att anrikningssand och biokol kan användas som täckningsmaterial på gråbergsdeponier, vilket innebär att en önskvärd egenskap hos biokolet är förmåga att adsorbera de metalljoner som kommer att frigöras från sanden då denna oxiderar. Jain, Baruah & Khare (2014) undersökte metallhalter i lakvatten från obehandlat gruvavfall samt gruvavfall med tillsatt biokol. I försöket användes 40 g biokol per 300 g gruvavfall. Uttryckt i viktprocent är detta ungefär lika med 12% biokol. Försöket pågick under 720 timmar (30 dagar) där halterna sulfat samt spårämnen mättes vid åtta tillfällen i samband med att 400 ml vatten tilläts perkolera proverna. I tabell 2 redovisas halterna av koppar, zink och bly i lakvattnet vid timme 0, 60 och 720 i respektive provmaterial. Vid jämförelse av värdena på koppar och zink vid första mätpunkten (0 h) på respektive provmaterial syns en tydlig skillnad, där de lägre värdena uppmätts i det prov där biokol var tillsatt. Enligt den ANOVA som utförts i studien var denna skillnad statistiskt signifikant. I detta prov var urlakningen över tid också jämnare. Detta har betydelse eftersom urlakning av en större mängd joner vid ett enskilt tillfälle kan göra större skada jämfört med om samma mängd lakas ur över en tidsperiod. Metallernas toxicitet är alltså beroende av deras koncentration. Skillnaden i blykoncentration mellan de två proverna var inte signifikant (Jain et al., 2014).

Tabell 2: Halt av koppar (Cu), zink (Zn) och bly (Pb) mätt i µg/ml i lakvattnet från obehandlat gruvavfall respektive gruvavfall med tillsatt biokol, vid tre mätpunkter. Tabell modifierad från Jain et al., 2014.

	Mätpunkt (h)	**Cu (µg/ml)**	**Zn (µg/ml)**	**Pb (µg/ml)**
Obehandlat gruvavfall	*0*	3,49	15,79	0,05
	60	0,40	3,20	0,34
	720	0,3	1,66	0,51
Gruvavfall med biokol	*0*	0,32	1,53	0,18
	60	0,29	1,78	0,16
	720	0,23	1,35	0,28

Det som också är intressant i detta försök är att jämföra de två provernas totala metallhalter i lakvattnet. Vad gäller exempelvis koppar var den totala halten urlakade joner för obehandlat gruvavfall 5,92 µg/ml jämfört med 2,16 µg/ml för gruvavfall med tillsatt biokol. Detta innebär att biokolet minskade den totala mängden urlakade kopparjoner med en faktor tre. Att biokol har förmågan att adsorbera dessa tre typer av metalljoner, det vill säga koppar, zink och bly, är av vikt eftersom de mineraler som förekommer i sulfidmalmer är kopparkis, zinkblände samt blyglans. Försöket visade däremot inte en statistiskt signifikant skillnad i

blykoncentration i lakvattnet, men adsorption har likväl skett. Tilläggningsvis är det mineralen kopparkis som bryts i största utsträckning, varför kolets förmåga att adsorbera koppar är mest intressant.

Betydelse för vegetationen

Biokolets adsorberande egenskap är användbar i större delen av täckningskonstruktionen, eftersom både växtetableringsskiktet och skyddsskiktet avses byggas med en viss andel anrikningssand. Syre och vatten kommer att finnas tillgängligt i båda skikt, vilket innebär att kvarvarande sulfidmineral kommer att oxidera och frigöra de metalljoner som inte separerats vid anrikningen av malmen. I det fall då avsvavlad anrikningssand används finns risken att kvarvarande sulfider oxideras. Om biokol finns tillgängligt kan de urlakade metalljonerna adsorberas till kolet och på så sätt inte lakas ut ur konstruktionen. Ett potentiellt problem som kan uppstå är att även de metaller som är essentiella för växtligheten adsorberas och immobiliseras. Brist på spårämnen som är nyttiga för tillväxten orsakade av biokol bedöms inte vara relevant i gruvsammanhang eftersom växtligheten förmodligen inte kommer att skördas. I jordbruket, där växtligheten skördas regelbundet, kan användning av biokol däremot på sikt leda till näringsbrist. Syftet med att etablera växtlighet är främst att förhindra erosion och damning från sanden samt att skapa ett bestående landskap.

Anrikningssand består av malet berg och är näringsfattigt, men enligt Ledin (1999) kan den i de flesta fall användas som växtsubstrat om det först genomförs jordförbättrande åtgärder. Förutom adsorption av metalljoner så har kolet också förmågan att binda andra växtnäringsämnen, exempelvis kväve och fosfor, som sedan kan tas upp av växtrötterna. Tillförsel av näring kan ske i form av kompost eller avloppsslam. Näringsbehovet styrs dock av vilken typ av växtlighet som skall etableras. Det skulle således vara fördelaktigt med en typ av växtlighet som inte kräver större mängder näringsämnen, exempelvis ängsmark (Ledin, 1999) som på sikt kan smälta in i omgivningen, vilken ofta består av tall- eller granskog. Vilken typ av växtlighet som är lämplig behöver emellertid bedömas i varje enskilt fall eftersom faktorer såsom klimatförhållanden har betydelse.

Tillämpning

I figur 3 och 4 nedan visas två förslag på hur biokolet skulle kunna appliceras i växtetableringsskiktet och skyddsskiktet. Gällande växtetableringsskiktet ser appliceringen ut på samma sätt i båda figurerna. Detta skikt är generellt bara några decimeter djupt, varför en jämn inblandning av kolet med sanden bedöms vara möjlig. Hur biokolet appliceras på mest lämpliga sätt i skyddsskiktet är relaterat till skiktets mäktighet och djup. Tillämpningen som visas i figur 3, där biokolet är jämt blandat med anrikningssanden, skulle förslagsvis lämpa sig i ett skyddsskikt med ett mindre djup, exempelvis två meter. I ett tjockare skyddsskikt, exempelvis tio meter djupt, skulle denna tillämpning vara mindre passande eftersom applikationen skulle kräva mycket större mängder material. Ett förslag till en mer passande tillämpning ges i figur 4, där ett lager biokol applicerats i botten av skyddsskiktet. Ett potentiellt problem som kan uppstå i denna konstruktion är att allt lakvatten inte rinner genom hela skiktet ner till biokolet innan det rinner ur konstruktionen. Med andra ord skulle surt och metallhaltigt lakvatten kunna nå den omkringliggande miljön. En konstruktion där fler lager biokol appliceras vid olika djup i skiktet skulle kunna vara en lösning på detta problem.



Figur 3: Schematisk bild över hur biokol skulle kunna användas i en täckningskonstruktion med ett mindre djupt skyddsskikt. De svarta prickarna i växtetableringsskiktet och skyddsskiktet indikerar biokol.



Figur 4: Schematisk bild över hur biokol skulle kunna användas i en täckningskonstruktion med ett djupare skyddsskikt. De svarta prickarna i växtetableringsskiktet och den svarta randen i botten av skyddsskiktet indikerar biokol.

Adsorptionskapacitet

För att veta hur länge biokolet kan uppehålla sig i marken innan det blir mättat och eventuellt själv lakas ur är kolets adsorptionskapacitet av intresse. Precis som i aktivt kol har biokol en aktiv yta med adsorptionsplatser, men denna yta kan variera i storlek. För jordförbättrande åtgärder föredras ett biokol med stor aktiv yta (Qian et al., 2015) eftersom det då finns många adsorptionsplatser. Vid tillverkning av biokol via pyrolys har det visat sig att högre temperatur under pyrolysprocessen leder till en högre grad av karbonisering, vilket ökar kolets aktiva yta. Temperaturer över 400 grader Celsius har däremot visat sig ha motsatt effekt, förmodligen på grund av kollaps av mikroporer (Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B. & Sizmur, T., 2011b). Med andra ord kollapsar kolets inre väggar och den aktiva ytan reduceras. Detta innebär alltså att även om biokol med stor aktiv produceras, kan kolet få mättade adsorptionsplatser (Beesley et al., 2011b) eftersom ytans storlek eventuellt inte motsvarar förväntningarna. Som tidigare nämnt används HTC för tillverkning av biokol av kemslam. Problemet med för höga temperaturer kan dock kvarstå eftersom även HTC utförs under förhöjd temperatur.

3.2. Neutraliserande effekt

I den studie (Jain et al., 2014) där metalljonsadsorption undersöktes, visade sig biokolet även ha en buffrande effekt på avfallet. Den aska som är kvar i biokolet från tillverkningsprocessen fungerar som en alkalisk källa och kan till viss del neutralisera den syra som bildas då avfallet oxiderar. I tabell 3 nedan redovisas pH vid mätpunkterna 0, 60, 168 respektive 720 timmar. Den neutraliserande effekten från biokolet är omedelbar, därför är pH_0 inte samma i de två fallen. Med andra ord höjs pH redan vid första tillsatsen av vatten. I försöket med obehandlat gruvavfall nådde pH ett maximum mellan 60 och 168 timmar, troligtvis som ett resultat av neutralisering från de alkaliska joner som är naturligt tillgängliga i avfallet. Detta var däremot inte tillräckligt för att neutralisera all syra som bildades vid vittringen. I provet där biokol var tillsatt hade istället biokolet en neutraliserande effekt på syran. En ANOVA visade att skillnaden i pH mellan de två provtyperna var signifikant (Jain et al., 2014).

Tabell 3: Skillnad i pH vid fyra mättillfällen (0, 60, 168 och 720 h) hos obehandlat gruvavfall respektive gruvavfall med tillsatt biokol, under ett lakningsförsök. Värden tolkade från Jain et al., 2014.

	pH_0	pH_{60}	pH_{168}	pH_{720}
Obehandlat gruvavfall	3,4	3,5	4,7	4,1
Gruvavfall med biokol	5	5,5	6,9	7,5

Tillämpning

Anrikningssand från sulfidmalmsgruvor har vanligen en svavelhalt i storleksordning några procent men är ofta mycket lägre (Ledin, 1999). Detta är jämförbart med det gruvavfall som använts i studien ovan, där den totala svavelhalten var 3,3%. Följaktligen är studien av Jain et al. (2014) applicerbar på de egenskaper denna litteraturstudie förhåller sig till. Vid konstruktion av växtetablerings- och skyddsskikt av anrikningssand kan en tillsats av biokol således motverka ett sjunkande pH. Detta är viktigt för att växter skall kunna etableras och växa, men ock så för att förhindra att surt lakvatten rinner ur konstruktionen och försurar

omkringliggande miljö. De förslag på applicering av biokol i täckningskonstruktionen som visas i figur 3 och 4 går att tillämpa även med avseende på kolets buffrande förmåga.

3.3. Stabilitet

För att säkerställa att en tillsats av biokol i mark är effektiv under en längre tidsperiod så är biokolets stabilitet av intresse. Med andra ord är det av vikt att veta hur länge kolet består innan det bryts ner och omvandlas till koldioxid samt frigör de ämnen som adsorberats. Hypotesen av Roberts et al. (2010) är att den större andelen av kolet i biokol kan vara stabilt i upp till 1 000 år eller längre, givet att medeltemperaturen per år är 10 grader. Enligt Lehmann (2007) har det även visat sig att ett finfördelat biokol har hållit sig stabilt i över 1 000 år i ett fuktigt, tropiskt klimat. Trots detta är biokolets halveringstid inte fastställd och det är svårt att avgöra stabiliteten i varje enskilt fall då det är flera faktorer som spelar in. Typen av biomassa som kolet är tillverkat av, vilka tillverkningsförhållanden, markens egenskaper samt klimat är faktorer som har betydelse för kolets stabilitet. För att undersöka stabiliteten på lång sikt behövs också observationer som sträcker sig över en längre tid, vilket ofta överskrider de traditionella tidsramarna för ett experiment (Lehmann, 2007).

Det är svårt att bedöma stabiliteten på det biokol som studerats i denna studie, men en ungefärlig bedömning kan ändå göras utifrån två faktorer, klimat och kolets struktur. Enligt Roberts et al. (2010) skulle årsmedeltemperaturen inte överstiga 10 grader, men eftersom kolet skall användas i norra Sverige innebär det att årsmedeltemperaturen ligger under 10 grader. Strukturen på det kol som produceras vid HTC av kemslam är likt en slurry, men den exakta kornstorleken är inte känd. Utifrån exemplet av Lehmann (2007) att döma så bör strukturen därför inte vara ett hot mot stabiliteten. I båda dessa exempel var kolet stabilt i över 1 000 år. En rimlig bedömning utifrån detta är följaktligen att det biokol som avses användas kommer att vara stabilt under en tillfredställande lång tid.

3.4. Råvara

Det kanske vanligaste tillverkningsmaterialet för produktion av biokol är trä, men det innebär inte att produktionen är begränsad till det. Flera andra råvaror kan användas, däribland slam av olika slag. Som nämnts i inledningen till denna rapport har studieobjektet för tillverkning av biokol varit kemslam från pappersbruk, detta av både miljöskäl och ekonomiska skäl. Långa transporter med lastbil innebär en belastning på miljön i form av utsläpp, men frakt av tunga eller stora massor innebär också en stor ekonomisk belastning. I norra Sverige, där flera sulfidmalmsgruvor är belägna, finns pappers- och massabruk som genererar slam som skulle kunna användas för tillverkning av biokol. Därmed skulle det ekologiska avtrycket kunna minimeras om denna typ av slam användes som råvara för tillverkning av biokol för applicering i gruvsammanhang.

Det slam som genereras av pappersbruk brukar i regel deponeras men det är också vanligt att det förbränns, exempelvis i en sodapanna hos bruket, för att möjliggöra återvinning av kemikalier till produktionsprocessen samt för att utvinna energi. Slammets höga vatteninnehåll gör det emellertid svårt att bränna, varför deponering är den dominerande hanteringsmetoden. Generellt sett är pappersbruken inte nöjda med sin hantering och är intresserade av alternativ som kan sänka hanteringskostnaden. Slammet som används i den pilotstudie av biokoltillverkning som studeras här kallas kemslam, har 16% torrhalt och

deponeras i dagsläget (Gunnar Westin, personlig kommunikation, 24 april 2017). Eftersom slammet deponeras skulle en omvandling till biokol innebära att en resurs tas till vara.

Aluminiuminnehåll

Kemslammet innehåller främst höga halter av aluminium som kommer ifrån den fällningskemikalie som används när slammet separeras från avloppsvattnet på bruket. Det aluminium som finns kvar separeras inte bort innan HTC och i dagsläget är det inte klart var det hamnar vid tillverkningen av biokol, det skulle alltså kunna finnas kvar i den färdiga produkten. Förhoppningar finns att kunna separera det aluminiumsulfat som är kvar i slammet för återvinning till separationsprocessen (Gunnar Westin, personlig kommunikation, 24 april 2017). I det fall det skulle finnas halter av aluminium kvar i det färdiga biokolet bör hänsyn tas till effekten av pH på aluminiums löslighet. Vid låga pH förekommer metallen i jonform och är då biotillgänglig. Vid pH 5,7 – 6,2 är dess fällningspotential störst och förekommer vid högre pH i form av hydroxider (Lottermoser, 2003). Biotillgängliga aluminiumjoner bedöms emellertid inte utgöra ett problem i just denna applikation, eftersom den sand som är studieobjekt har ett pH omkring 7 och har ett naturligt lågt svavelinnehåll, alternativt är avsvavlad. pH förväntas inte heller sjunka i någon större utsträckning då de alkaliska jonerna i biokolet förväntas motverka en sådan sänkning. Förutsättningen för att detta pH inte skall sjunka i en för stor utsträckning, är att kolet har ett askinnehåll som är tillräckligt stort för att neutralisera all den syra som bildas till dess att allt kvarvarande svavel oxiderat.

Det finns också en annan aspekt av biokolets eventuella aluminiuminnehåll. Den mekanism som dominerar fastläggning av koppar hos biokol i sandiga jordar är kolets katjonbyteskapacitet (Beesley et al., 2011b), vilket innebär att biokolets fastläggning av kopparjoner från anrikningssanden kommer att frigöra katjoner från kolet. Om biokolet innehåller katjoner i form av aluminiumjoner så skulle dessa förmodligen kunna frigöras med denna mekanism och bli biotillgängliga. Som diskuterat ovan fälls aluminium däremot ut i form av hydroxider vid pH omkring 6. Givet att pH inte understiger detta värde så bör inte heller katjonbyteskapaciteten utgöra något problem gällande biotillgängliga aluminiumjoner. Vidare forskning bör dock ske för att säkerställa att ett aluminiuminnehållande biokol inte skulle utgöra ett problem.

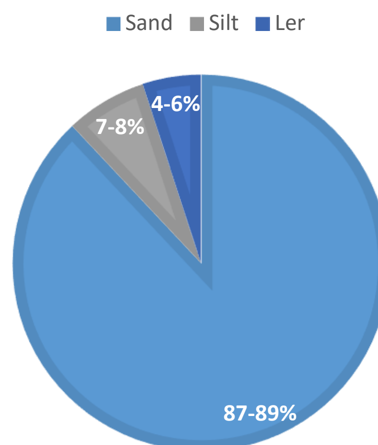
Tillämpning

Vid ett enskilt pappersbruk kan det genereras i storleksordningen 25 000 ton slam per år, men en ökning kommer förmodligen att ske framöver (Gunnar Westin, personlig kommunikation, 24 maj 2017). I försöket av Jain et al. (2014) användes 40 g biokol per 300 g gruvavfall, som i viktprocent är ungefär lika med 12% biokol. Slammets torrhalt är 16%, vilket innebär att när slammet är helt torkat återstår endast 16% av den ursprungliga vikten. Av 25 000 ton slam återstår alltså 4 000 ton substans efter torkning. Vid omvandling till biokol skulle detta motsvara mindre än 4 000 ton kol. Om förhållandet mellan biokol och avfall från Jain et al. (2014) skall tillämpas så kommer det att behövas även andra typer av råvaror till biokolsproduktionen, utöver slam från flera bruk, för att all den deponerade sanden skall kunna användas. Användning av biokol och anrikningssand för täckning av gråbergsdeponier skulle följaktligen inte vara en fullständig lösning på hanteringen av gruvavfall, men det skulle förmodligen kunna utgöra en del av en lösning.

3.5. Tätskikt

Som redogjorts för tidigare består en täckningskonstruktion för torrtäckning av gruvavfall också av ett tätskikt. Tätskiktet har som funktion att stänga ute syre och vatten från det deponerade avfallet för att förhindra vittring. I denna studie har det undersökts huruvida anrikningssand kan användas för att bilda detta skikt. För att skapa ett skikt som inte är genomsläppligt för syre och vatten behövs en jord med jämnt fördelad kornstorlek. Det är också viktigt att skiktet har en bra vattenhållande förmåga eftersom vatten är en bra syrebarriär. Ett grovkornigt material som sand har generellt mindre bra vattenhållande förmåga jämfört med ett mer finkornigt material (NV, 1993).

I figur 5 redovisas partikelstorleksfördelningen i anrikningssanden från sandmagasinet vid Aitikgruvan. Sammansättningen utgörs av partiklar i tre storleksgrupper, sand, silt och ler, där majoriteten är sand. Detta innebär att partiklar i den större storleksordningen dominerar, men framför allt innebär det att det är för lite variation i partikelstorlek för att kunna skapa en tät jord. Inblandning av exempelvis morän, som är sammansatt av bland annat en grusfraktion, skulle kunna vara en del av en lösning. Gruset skulle då fungera som strukturmaterial och skapa stabilitet, medan anrikningssanden är det finfördelade material som kan fylla upp hålrummen mellan de större partiklarna. Inblandning av ytterligare ett material med mindre kornstorleksfördelning skulle dock också behövas. Intressant att undersöka vidare är om biokolet skulle kunna användas i detta skikt för att öka andelen mindre partiklar.



Figur 5: Partikelstorleksfördelning hos anrikningssanden från sandmagasinet vid Aitikgruvan, Gällivare. Data från Ledin, 2006.

3.6. Vidare forskning

Denna litteraturstudie har endast övergripande undersökt förutsättningarna att använda biokol tillverkat av slam från pappersbruk för efterbehandling av gruvavfall. Det har undersökts om den anrikningssand som genereras vid sulfidmalmsgruvor kan användas tillsammans med biokol som täckningsmaterial på gråbergsdeponier. Följande punkter är förslag på vidare forskningsområden:

- Vilken typ av växtlighet som är bäst lämpad för etablering i anrikningssand.
- Säkerställande av biokolets stabilitet och adsorptionskapacitet, det vill säga när biokolet blir mättat.
- Hur hög andel biokol som behövs i varje skikt för att en tillräcklig effekt skall uppnås.
- Optimala förhållanden för att tillverka ett biokol med maximerad aktiv yta.
- Om ett aluminiuminnehållande biokol kan utgöra ett problem med avseende på kolets katjonbyteskapacitet.
- Om biokolets neutraliserade förmåga på syra kommer att vara effektiv under en längre tidsperiod.
- Om biokol och morän kan blandas med anrikningssand för att skapa en mer varierad partikelstorleksfördelning för konstruktion av ett tätskikt.

4. Slutsatser

I föreliggande undersökning har förutsättningarna att använda biokol tillverkat av slam för efterbehandling av gruvavfall undersökts. Följande slutsatser kan dras:

- Biokol har visat sig ha en neutraliserande effekt på syra samt kan adsorbera metalljoner i signifikanta halter, vilket innebär att biokol kan användas som adsorptionsmaterial i en täckningskonstruktion för gruvavfall för att förhindra läckage av surt och metallhaltigt lakvatten.
- Det finns förutsättningar att använda avsvavlad anrikningssand eller anrikningssand med naturligt låg svavelhalt i täckningskonstruktionen för att konstruera ett skyddsskikt och ett växtetableringsskikt, med inblandning av biokol.
- Då endast anrikningssand inte kan användas för att bygga ett tätskikt är tillsats av material med kompletterande kornstorleksfördelning, exempelvis morän och biokol, nödvändig.
- Tillverkning av biokol av slam från pappersbruk skulle innebära att en resurs tas tillvara. Vanligen deponeras slammet, varför bruken generellt är intresserade av en alternativ hanteringsmetod.

5. Referenser

Amin, F. R., Huang, Y., He, Y., Zhang, R., Liu, G. & Chen, C. (2016). Biochar applications and modern techniques for characterization. *Clean Technologies and Environmental Policy, 18* (5), 1457-1473. doi:10.1007/s10098-016-1218-8

Andersson, K. (2003). *Gruvvattenrening med hjälp av anrikningssand* (Vätternvårdsförbundet, rapport 80). Jönköping: Länsstyrelsen.

Beesley, L. & Marmiroli, M. (2011a). The immobilisation and retention of soluble arsenic, cadmium and zinc by biochar. *Environmental Pollution, 159* (2), 474-480. doi:10.1016/j.envpol.2010.10.016

Beesley, L., Moreno-Jiménez, E., Gomez-Eyles, J.L., Harris, E., Robinson, B. & Sizmur, T. (2011b). A review of biochars' potential role in the remediation, revegetation and restoration of contaminated soils. *Environmental Pollution, 159* (12), 3269-3282. doi:10.1016/j.envpol.2011.07.023

Dalahmeh, S.S. (2016). *Biokolfilters kapacitet för små avloppsvattenrening – teknisk rapport.* (SLU, rapport 2016:090). Uppsala: SLU- Sveriges lantbruksuniversitet.

Friis, H. (2000). Geokemisk karakterisering av anrikningssand från magasin 1 och 1B, Kristineberg, med fuktkammarförsök (Examensarbete). Luleå: Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, Luleå tekniska universitet. Tillgänglig: http://ltu.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1017595&dswid=-1913

Ingri, J. (1997). *Acid mine drainage and Environmental Monitoring, a short introduction for mining engineers.* Luleå: Luleå University of Technology.

International Biochar Institute [IBI]. (2017). *Terms and definitions.* Hämtad 2017-04-06, från http://www.biochar-international.org/definitions

Jain, S., Baruah, B. P. & Khare, P. (2014). Kinetic leaching of high sulphur mine rejects amended with biochar: Buffering implication. *Ecological Engineering, 71*, 703-709. doi:10.1016/j.ecoleng.2014.08.003

Ledin, S. (1999). *Växtetablering på störda marker – särskilt på deponier för gruvavfall.* (Naturvårdsverket, rapport 5026). Trelleborg: Naturvårdsverkets förlag.

Ledin, S. (2006). *Metoder för växtetablering på sandmagasinet vid Aitik – miljöeffekter av rötslam som jordförbättringsmedel.* (Sveriges Lantbruksuniversitet, rapport 5). Uppsala: Sveriges Lantbruksuniversitet.

Lehmann, J. (2007). Bio-energy in the black. *Frontiers in Ecology and the Environment, 5* (7), 381-387. doi: 10.1890/1540-9295(2007)5[381:BITB]2.0.CO;2

Lehmann, J. & Joseph, S. (2009). Biochar for Environmental Management: An Introduction. In J. Lehmann & S. Joseph. (Red.), *Biochar for environmental management: Science and Technology.* London: Earthscan

Lottermoser, B. (2003). *Mine Wastes – Characterization, Treatment and Environmental Impacts.* Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.

Mohan, D., Sarswat, A., Ok, Y. S. & Pittman Jr, C. U. (2014). Organic and inorganic contaminants removal from water with biochar, renewable, low cost and sustainable adsorbent – A critical review. *Bioresource Technology, 160*, 191-202. doi:10.1016/j.biortech.2014.01.120

Nationalencyklopedin [NE]. (2017a). *Gråberg.* Tillgänglig: http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/gr%C3%A5berg

Nationalencyklopedin [NE]. (2017b). *Malm.* Tillgänglig: http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/malm

Nationalencyklopedin [NE]. (2017c). *Svavelkis.* Tillgänglig: http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/lång/svavelkis

Nationalencyklopedin [NE]. (2017d). *Varp.* Tillgänglig: http://www.ne.se/uppslagsverk/encyklopedi/l%C3%A5ng/varp

Naturvårdsverket [NV]. (1998). *Gruvavfall – Miljöeffekter och behov av åtgärder.* Stockholm: Naturvårdsverkets förlag.

Naturvårdsverket [NV]. (1993). *Gruvavfall från sulfidmalmsbrytning – metaller och surt vatten på drift.* Stockholm: Gotab.

Paz-Ferreiro, J., Plasencia, P., Gascó, G. & Méndez, A. (2017). Biochar from Pyrolysis of Deinking Paper Sludge and Its Use in the Remediation of Zn-polluted Soils. *Land Degradation and Development, 28* (1), 355-360. doi:10.1002/ldr.2597

Qian, K., Kumar, A., Zhang, H., Bellmer, D. & Huhnke, R. (2015). Recent advances in utilization of biochar. *Renewable and Sustainable Energy Reviews, 42*, 1055-1064. doi:10.1016/j.rser.2014.10.074

Roberts, K. G., Gloy, B., Joseph, S., Scott, N. R. & Lehmann, S. (2010). Life Cycle Assessment of Biochar Systems: Estimating the Energetic, Economic, and Climate Change Potential. *Environmental Science and Technology, 44* (2), 827-833. doi:10.1021/es902266r

Sveriges geologiska undersökning [SGU]. (2016). *Bergverksstatistik 2015.* Elanders Sverige AB.

Tan, X., Liu, Y., Zeng, G., Wang, X., Hu, X., Gu, Y. & Yang, Z. (2015). Application of biochar for the removal of pollutants from aqueous solutions. *Chemosphere, 125*, 70-85. doi:10.1016/j.chemosphere.2014.12.058

Xu, C. Y., Schwartz, F. W. & Traina, S. J. (1997). Treatment of Acid-Mine Water with Calcite and Quartz Sand. *Environmental Engineering Science, 14* (3), 141-152.